

GESTION ENVIRONNEMENTALE EN RÉGION MÉDITERRANÉENNE : RÉFÉRENCES ET INDICATEURS LIÉS À LA BIODIVERSITÉ VÉGÉTALE

James ARONSON¹, Edouard LE FLOC'H¹, Hélène GONDARD¹,
François ROMANE¹ & Zuheir SHATER²

SUMMARY

Our goal in this paper is to illustrate the importance and utility of references and indicators in restoration ecology, and in particular those linked to plant biodiversity. References and measurable indicators are essential for determining the orientation of a project, and for the long-term evaluation of a restoration project or any other type of environmental operation. The experimental work carried out at Cazarils (southern Languedoc region, southern France), as part of the Ministry of the Environment programme “*Recréer la nature*”, provides the main framework for our remarks, but additional perspective is derived from studies in the artificial Chestnut forests in the nearby Cévennes mountains, and in the semi-natural Pine forests of the Var administrative region, further east, in south-eastern France.

In all three situations, the main driving force to be considered is agricultural and rural abandonment leading to anarchic, and more or less rapid, transformation of formerly cultural landscapes into semi-natural ones. This common context allows the evocation of historical changes and the evolution of landscapes, and a greater appreciation of the difficulties encountered when trying to define a viable and pertinent “ecosystem of reference”. In the Mediterranean region, landscapes — both cultural and semi-natural — have evolved rapidly, in recent decades, under the pressure of complex regional and global socio-economic drivers, and environmental management must, therefore, be approached with a well elaborated and realistic, nested hierarchical approach.

This paper also offers the opportunity to briefly discuss the relationships between restoration, rehabilitation, rejuvenation and ecological engineering, as well as a vision of environmental management wherein different interventions of all sorts, and the conservation of “natural capital” would all be coherent and coordinated at ecosystem, landscape and regional levels.

RÉSUMÉ

Notre propos est d'illustrer l'importance et l'utilité des références et des indicateurs, et plus particulièrement ceux liés à la biodiversité végétale, pour l'orientation et le suivi et l'évaluation de projets de restauration écologique, ou toute autre intervention de gestion envi-

¹ Groupe Ecologie de la Restauration, CEFÉ-CNRS (U.P.R. 9056), 1919, Route de Mende, F 34293 Montpellier cedex. E-mail : aronson@cefe.cnrs-mop.fr

² Département de Foresterie et d'Ecologie, Faculté d'Agronomie, Université Tichrine, Lattaquié, Syrie.

ronnementale. Les travaux menés à Cazarils dans le cadre du programme « *Recréer la nature* » constituent la base de nos réflexions avec, de plus, quelques compléments extraits d'études menées au niveau de la châtaigneraie cévenole et de pinèdes varoises. Il s'agit toujours d'un contexte d'abandon agricole et rural à l'origine de problèmes liés à la transformation non contrôlée et plus ou moins rapide des paysages. Ces circonstances communes permettent l'évocation des changements historiques et de l'évolution des paysages, ainsi qu'une meilleure appréciation des difficultés à définir des références. Les paysages méditerranéens, culturels ou semi-naturels, ont rapidement évolué depuis plusieurs décennies sous la pression des changements socio-économiques. Dès lors, la gestion environnementale doit être envisagée par une approche réaliste et hiérarchique. Cet exposé offre également l'occasion d'évoquer, brièvement, certaines relations entre restauration, réhabilitation, réjuvenation et ingénierie écologique, ainsi qu'une vision d'une gestion environnementale où les différentes interventions et la conservation du « capital naturel » seraient concertées, aux niveaux des écosystèmes, des paysages et des régions.

INTRODUCTION — PROBLÉMATIQUE

La région méditerranéenne bénéficie d'une biodiversité et d'un « capital nature » parmi les plus riches au monde (Myers, 1988 ; Médail & Quézel, 1997) dus, en plus de relations complexes entre sols, géologie et climat (Quézel, 1985), à une histoire humaine à la fois ancienne et très variée aux niveaux des paysages et des régions (Blondel & Aronson, 1999 ; Grove & Rackham, 2000 ; Allen, 2001). On peut ainsi être surpris de constater que, dans tout le sud de Europe, la déprise agricole, engagée au début du XIX^e siècle, s'est développée sur un demi-siècle avec une intensité jamais égalée. De toute évidence, les raisons de cet abandon sont d'abord économiques, politiques et sociologiques.

D'un autre point de vue, la réinstallation de formations « forestières » sur d'immenses étendues du sud de l'Europe peut être considérée comme une chance, ou du moins une solution acceptable, pour peu que les avantages dépassent les inconvénients. Mais l'abandon des taillis, vignobles, vergers, terrasses et champs laisse généralement place à des formations ligneuses très embroussaillées, souvent dominées par quelques espèces dynamiques et épineuses à Chêne kermès (*Quercus coccifera*), Chêne vert (*Q. ilex*), etc., rendant ces espaces inaccessibles et très inflammables. Dans certaines régions, des pins se répandent au détriment des caducifoliés.

La fermeture du milieu consécutive à l'abandon s'avère, du moins à court terme, peu propice pour la conservation de la biodiversité animale et végétale engendrée par le développement des activités humaines. De même, elle constitue une menace pour le maintien de toute la gamme de réponses adaptatives possibles aux changements globaux futurs. Il semble intéressant de s'interroger sur la meilleure façon de « piloter » ces écosystèmes et paysages (Etienne *et al.*, 1998 ; Marty & Lepart, 2001) en combinant, ou intégrant, les démarches propres à l'écologie (y compris l'écologie humaine), l'économie et l'ingénierie.

Deux lacunes font fréquemment obstacle à la mise en oeuvre de bonnes pratiques de gestion et d'aménagement environnemental : 1) la capacité de formuler une référence historique et écologique permettant d'orienter le travail, 2) la mise au point d'un système fiable et peu onéreux de suivi afin d'évaluer la réponse, ou la trajectoire d'écosystèmes et de paysages entiers, et donc le succès relatif des opérations entreprises.

Compte tenu de la complexité du sujet, nous tenterons de mieux traduire notre pensée par l'étude de situations concrètes de la région méditerranéenne française. Le premier problème rencontré est celui du langage que nous clarifions ci-après.

LE CONTEXTE MÉDITERRANÉEN

Depuis 4 000 à 8 000 ans, les sociétés humaines successives ont laissé leur « empreinte » et modelé les paysages et écosystèmes culturels dont nous héritons en région méditerranéenne (Thirgood, 1981 ; Pons & Quézel, 1985 ; Etienne *et al.*, 1998). Ayant évolué (voire co-évolué) avec l'homme, ces paysages et écosystèmes requièrent donc aujourd'hui le maintien d'un certain niveau d'exploitation ou de gestion ; leur abandon soudain pouvant se révéler très néfaste pour la biodiversité. Une gestion active, basée sur des concepts et objectifs clairs et cohérents à toutes les échelles pertinentes, semble indispensable. La réponse à une gestion ainsi conçue paraît intéressante sur le plan de la conservation du patrimoine (biodiversité, paysages culturels, savoir-faire ruraux, etc.) et sur le plan économique pour peu que la valeur réelle du patrimoine (capital naturel et capital culturel) soit prise en compte.

En ce qui concerne le retour à la forêt (remontée biologique) suite à la déprise agricole, le sud de l'Europe se distingue nettement de l'Europe du Nord (exception faite des pays scandinaves) et du Maghreb. En Europe du Nord, en effet il ne subsiste que peu de vestiges de forêt « primaire », sauf à considérer comme telles les haies et lisières. Au Maghreb, là où les arbres subsistent, les sous-bois et les sols ont eux-mêmes été souvent gravement dégradés rendant ainsi la régénération naturelle très délicate. De plus, la démographie humaine élevée rend vraisemblablement inévitable une intensification des activités agricoles, une extension des zones urbanisées et une altération certainement grave du capital naturel.

Le contexte d'aménagement et de gestion du patrimoine naturel diffère donc d'une région à une autre, même s'il subsiste partout un certain degré de résilience et un fond de capital naturel et de capital culturel. Par l'existence de très nombreux vestiges de végétation naturelle, l'Europe méditerranéenne présente de bonnes chances d'un retour spontané vers des écosystèmes préexistants et facilite le succès des travaux de restauration ou de réhabilitation. Cependant, le besoin de rationaliser les choix et les interventions, aux niveaux des paysages et des régions, reste central en toutes situations.

Nous nous attacherons à illustrer les besoins relatifs aux deux notions que nous avons définies comme étant clefs pour la restauration écologique : les références (écosystème, paysage) et les indicateurs, permettant le suivi et l'évaluation de l'efficacité relative des projets de restauration ou de réhabilitation.

LA NOTION DE « CAPITAL NATUREL » ET PETIT LEXIQUE MODERNE

Le « Capital-Nature » (Jurdant *et al.*, 1977), *natural capital* (Costanza, 1991 ; Costanza & Daly, 1992), est une valeur ou notion permettant de développer un langage commun entre écologues et économistes. Elle aide à rationaliser et arbitrer les

décisions relatives aux choix à opérer. Le « capital naturel » est à considérer conjointement avec le « capital économique » et le « capital culturel » (Farina, 2000), surtout en Europe aux populations très attachées à leurs terroirs et paysages culturels. La notion est également à examiner au niveau planétaire, la domination humaine sur tous les écosystèmes de la biosphère étant désormais une évidence (Vitousek *et al.*, 1997).

Les enjeux sont ceux liés à la gestion du patrimoine naturel, des ressources aux espaces. Il faut, en effet, à la suite de Prugh (1995), retenir que des écosystèmes en bonne « santé » représentent la base absolue de toute économie et société, et de leur survie. Daily & Ellison (2002) suggèrent que « *natural capital* » et « *ecosystem capital* » sont, de fait, synonymes. Ils affirment par ailleurs que les écosystèmes (naturels et semi-naturels) procurent aux hommes des biens et services moins coûteux que les produits de manufacture ou les services d'ingénierie humaine. De même, les écosystèmes intacts et en bonne « santé » nécessitent moins de soins de gestion et d'intrants que tout système purement fabriqué (agriculture, agroforesterie, foresterie, ...) ou, *a fortiori*, que ceux qui ont été endommagés et requièrent actuellement des réparations.

Une telle perception des différents types de « capital » et des changements globaux socio-économiques et démographiques impose que soit recherchée une approche toujours plus intégrative de la gestion des ressources et des espaces en alliant conservation, développement durable (ou consommation durable) et restauration (Chichilnisky *et al.*, 2001 ; Aronson *et al.*, 2002 ; Vallauri *et al.*, 2002). Dans le contexte africain, Obasi (2002) évoque l'émergence d'une nouvelle discipline, la « science de la durabilité » (*sustainability science*). Cette notion s'avère sûrement tout aussi valable ailleurs et plus particulièrement pour les rives nord de la Méditerranée.

RELATIONS ENTRE LA RESTAURATION ÉCOLOGIQUE ET LES AUTRES ACTIVITÉS PROCHES

La restauration écologique regroupe l'ensemble des processus (naturels ou assistés) visant à initier ou à favoriser le rétablissement d'écosystèmes antérieurs (anciens ou récents). Elle cherche également à augmenter le capital naturel et les services écologiques par les actions de réparation des dommages causés aux niveaux des communautés, écosystèmes et paysages. Autrement dit, elle vise à maintenir ou rétablir la résilience des écosystèmes et donc des services qu'ils rendent (biodiversité spécifique et des habitats, eau pure, conservation du sol, beauté des paysages, etc.). En cas de persistance d'un certain niveau de résilience, la restauration peut être partiellement passive (restauration autogène). La restauration écologique reconnaît un degré d'imprévisibilité et l'existence d'états stables multiples pour les écosystèmes. Elle peut donc avoir des objectifs ne répondant pas directement à une demande sociale ou économique actuelle.

Dernièrement (2002), le « *Science & Policy Working Group* » de la « *Society for Ecological Restoration* » a précisé sa définition de la restauration écologique dans les termes suivants : « *Ecological restoration is the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed. It is intended to repair those ecosystems with respect to their health, integrity, and self-sustainability* ».

La réhabilitation écologique a en commun avec la restauration d'avoir comme cibles, ou références, des écosystèmes antérieurs connus ou supposés (ce qui n'est pas forcément le cas pour l'ingénierie écologique). Cependant la réhabilitation met plus l'accent sur la réparation des processus et d'un certain nombre de services que sur le rétablissement d'une intégrité ou authenticité écologique, ce qui est l'apanage de la restauration.

Face à l'embroussaillage, il s'avère nécessaire, pour maintenir les milieux ouverts, de les « rajeunir » périodiquement d'où le concept de réjuvenation. Différentes techniques (élimination, coupe, feu, etc.) existent pour maintenir des espaces ouverts et un paysage en mosaïque. De fait, en France méditerranéenne, la réjuvenation semble être un des futurs éléments clés pour le maintien des espaces ouverts et, donc, la biodiversité héritée des actions anthropiques.

L'ingénierie écologique, telle qu'employée dans la littérature internationale, concerne la manipulation de matériaux naturels (sols, eaux, etc.) et d'organismes vivants (végétaux, animaux) en vue d'atteindre des objectifs humains et de résoudre des problèmes techniques. Elle diffère de l'ingénierie civile, faisant le plus souvent appel à des matériaux inertes (roches), voire produits par l'homme (ferraille, béton). La prédictibilité des résultats, par rapport à des normes et règlements de sécurité par exemple, reste fondamentalement importante dans tout projet d'ingénierie. Cependant, la protection environnementale est également perçue comme un objectif légitime pour la revue *Ecological Engineering* (Mitsch *et al.*, 1993).

PREMIERS PAS POUR LA CONSTRUCTION D'UNE RÉFÉRENCE

Le fait d'accepter que les écosystèmes soient à la fois dynamiques et complexes (Prigogine & Stengers, 1984) ne prive pas les écologues de la possibilité de les mesurer et de suivre leur développement afin d'en comprendre le fonctionnement. De la même façon, un « écosystème de référence » (Aronson *et al.*, 1993a et b ; 1995 ; Le Floc'h & Aronson, 1995) ou bien une « gamme historique de variations » (Morgan *et al.*, 1994 ; Higgs, 1997 ; Egan & Howell, 2001) peuvent être identifiés afin de : 1) caractériser la cible (écosystème originel ou choisi) par sa composition, sa structure et son fonctionnement, par rapport à l'existant, 2) déterminer les facteurs de la dégradation ou transformation, 3) définir ce qui doit être fait pour restaurer, réhabiliter ou rajeunir l'écosystème et 4) choisir les critères ou indicateurs à mesurer pour évaluer le succès des traitements ou expérimentations entreprises (Egan & Howell, 2001).

Comme le signalent White & Walker (1997), il peut toujours exister plusieurs références pour un même écosystème et aucune ne fournit à elle seule le moyen de discerner sa gamme historique de variabilité. Néanmoins, l'identification d'une « référence » ou de « conditions de référence », étape vitale pour mener à bien un travail de restauration, est un problème intrinsèque de la discipline (Allen *et al.*, 1997). Même si la « référence » reste incomplète, en établir une esquisse se révèle très utile pour orienter les travaux ultérieurs et faciliter leur évaluation. La figure 1 illustre cette idée dans le cas des châtaigneraies cévenoles qui ont joué, au cours des siècles passés, un très grand rôle économique dans les Cévennes comme dans d'autres régions. En effet, même si nous ne possédons pas de descriptions précises de toutes les étapes de la succession, il est concevable de prendre l'une ou l'autre des étapes antérieures comme référence pour un essai de réhabilitation d'un pay-

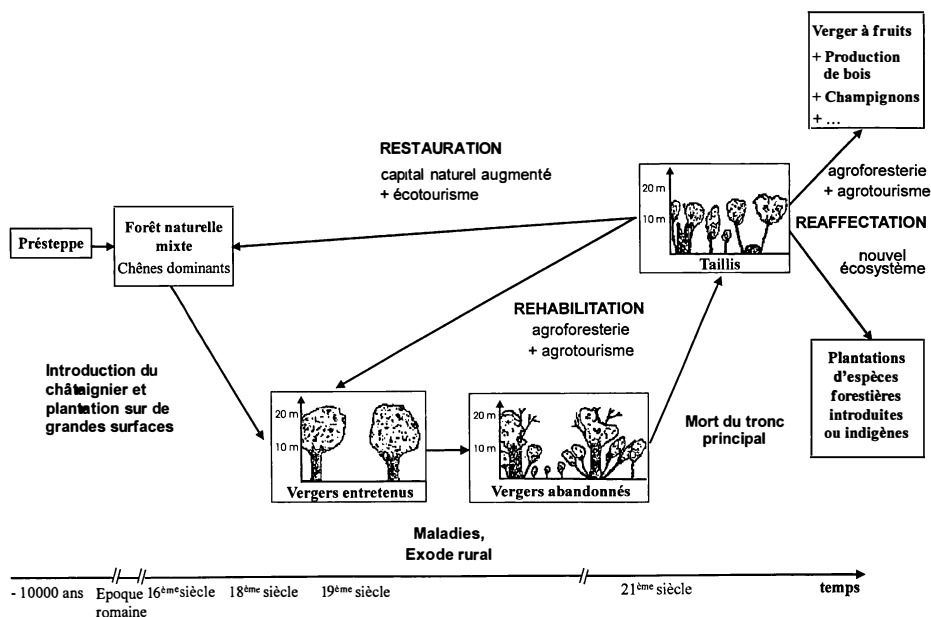


Figure 1. — Reconstruction schématique de la séquence de la forêt méditerranéenne - vergers de châtaigniers et trois trajectoires possibles pour remplacer les taillis à cycle court (10 à 15 ans) (Romane & Valérino, 1997 ; Shater 2000).

sage culturel régional. S'il ne s'agit pour le moment que d'esquisse, nous pouvons cependant espérer que chacune de ces références sera précisée, dans le futur, grâce à des travaux d'archéologie des paysages.

LES INDICATEURS ET L'INTÉRÊT DU SUIVI ÉOLOGIQUE

L'évaluation de travaux de restauration et de gestion sera en fait grandement facilitée si la référence, ou la cible choisie, est elle-même caractérisée par des valeurs mesurées à l'aide d'indicateurs pertinents. On peut espérer (cf. la notion d'esquisse déjà abordée au paragraphe précédent) disposer progressivement, dans la littérature spécialisée, de catalogues descriptifs des cibles potentielles des travaux de restauration d'une région (écosystèmes, paysages), à partir de paramètres judicieusement choisis. Ceux actuellement évoqués sont relatifs à la composition taxonomique, à la structure, au fonctionnement des écosystèmes, mais aussi aux services qu'ils rendent (Aronson *et al.*, 1993a et b ; Hobbs & Harris, 2001).

Le bon choix des indicateurs repose sur le fait qu'ils puissent présenter plusieurs des propriétés suivantes : pertinence pour un diagnostic, fiabilité, sensibilité, capacité de permettre la généralisation, etc. Une vaste phase d'expérimentation est donc nécessaire pour distinguer, parmi les paramètres descriptifs de la composition, de la structure, du fonctionnement et des services rendus par un écosystème, ceux qui seront réellement adoptés comme indicateurs.

Au niveau de l'écosystème, de nombreux paramètres sont suggérés dans la littérature. Pour notre part (Aronson *et al.*, 1993a et b ; Le Floc'h & Aronson, 1995) nous avons proposé, pour les écosystèmes terrestres, un certain nombre d'« attributs vitaux » dont la pertinence était reconnue.

Il restait toutefois à en tester la fiabilité et la sensibilité avant d'en faire de réels outils pour le diagnostic. Dans certains contextes particuliers, il peut être nécessaire de réfléchir à l'intérêt de disposer de paramètres pertinents additionnels ou complémentaires. Un « bouquet » de plusieurs descripteurs permet en effet d'accroître la finesse du diagnostic. De même, il est souvent préférable d'avoir recours à un seul indicateur synthétique qu'à ses composants, chacun analytique.

La situation idéale requiert de disposer d'indicateurs communs à tous les intervenants-partenaires, depuis les scientifiques jusqu'aux décideurs et bénéficiaires. Dans la réalité, les bénéficiaires (acteurs locaux) seront en effet, de fait, toujours les gestionnaires de l'espace et il importe donc qu'ils puissent être également des veilleurs attentifs à son état de santé.

La biodiversité végétale, indicateur synthétique combinant la composition floristique et le recouvrement des espèces, nous semble particulièrement intéressante dans le contexte de la région méditerranéenne européenne. Ceci nous a conduit à l'utiliser de manière privilégiée dans les études de cas présentées plus loin. La composition taxonomique (par exemple floristique) peut mener, à condition d'y ajouter un certain nombre de traits de vie des espèces, à des interprétations plus riches d'enseignement que la seule comparaison de listes d'espèces, comme le montrent les résultats d'une étude conduite dans les pinèdes du Var, exposés en discussion.

Au niveau du paysage, un certain nombre de paramètres (indicateurs potentiels) ont été proposés (Aronson & Le Floc'h, 1996b). Il s'agit de descripteurs de la composition taxonomique, des interactions entre écosystèmes, des valeurs, des usages et des services (incluant des notions liées à l'écologie humaine, à la socio-économie, etc.), du niveau et de l'ampleur de la dégradation et de la fragmentation. Ces paramètres ont été pour l'instant peu étudiés et testés hormis l'indice d'hétérogénéité spatiale (Bassisti, 1998). Un certain nombre de travaux sont entrepris en ce sens, tels ceux que nous avons initiés à Cazarils dans le cadre du Programme « *Recréer la Nature* » et ceux menés en Tunisie sur la dégradation et la désertification en zones arides (Jaufret, 2001).

La notion d'indicateur est actuellement très à la mode. Elle fonde de nombreux projets comme par exemple le Réseau d'Observatoires pour la Surveillance Ecologique à Long Terme (de l'Observatoire du Sahara et du Sahel), mais également le Projet « *Millennium Ecosystem Assessment* » et les projets d'« Alerte précoce » du système des Nations Unies.

Les indicateurs, pour autant que leur détection représente actuellement un objectif majeur de la recherche en écologie de la restauration et en science de la durabilité « *sustainability science* », doivent également être testés, évalués et utilisés selon des méthodes confirmées. C'est dans cette optique qu'ont été conduits, à Cazarils, les travaux des projets « *Recréer la Nature* ».

LES ACQUIS DES PROJETS DU PROGRAMME « *RÉCRÉER LA NATURE* »

L'écologie de la restauration est une discipline intégrative encore jeune. Cette situation impose aux scientifiques et aménageurs à la doter, à la fois, de sérieuses

bases conceptuelles, de méthodes adaptées et d'outils performants. Les concepts fondamentaux ayant été traités, abordons les deux autres points

Dans le Languedoc-Roussillon, comme dans le reste de l'Europe méditerranéenne, les formations forestières embroussaillées qui se mettent en place suite à l'abandon des pratiques culturales et de l'élevage, sont quasiment impénétrables et de surcroît très inflammables. On se trouve donc obligé d'intervenir pour « piloter » et accompagner ces formations sur des trajectoires les menant, rapidement, vers un état de forêt, ou au contraire en les maintenant ouvertes. Sur l'ensemble d'un paysage, le plus souvent, on visera comme objectif le maintien d'une mosaïque d'écosystèmes à plusieurs étapes de leur développement, allant de la pelouse à la forêt.

Les travaux, rapportés ici, ont été conduits au Domaine de Cazarils (597 ha) sur la Commune de St Martin de Londres pour l'essentiel, appartenant au Conseil Général de l'Hérault, domaine que nous avons considéré comme représentatif de la région dite des « Garrigues du Montpelliérais » (bioclimat méditerranéen subhumide avec des précipitations moyennes annuelles de 1 000 mm). L'espace retenu est de fait un « paysage » au sens de Forman & Godron (1986), constitué pour l'essentiel par des collines calcaires dominées par des taillis, plus ou moins dégradés, à base de Chêne vert et Chêne blanc (*Quercus pubescens*) surplombant une combe anciennement cultivée, mais abandonnée progressivement depuis environ un demi-siècle.

Dans ce contexte d'abandon des pratiques culturales et de l'élevage, nous avons examiné notre capacité à piloter des trajectoires aux niveaux de l'écosystème et du paysage à partir de deux projets.

— Le premier, « *Trajectoires alternatives et attributs vitaux d'un écosystème méditerranéen* » visait : 1) à étudier la possibilité de modifier rapidement la trajectoire naturelle d'écosystèmes ou de portions d'écosystème, 2) à tester la pertinence relative de divers paramètres, considérés comme des indicateurs potentiels, pour un suivi efficace de l'évolution d'écosystèmes et de paysages. Ces travaux se sont déroulés dans la combe.

— Le second, « *Mise en évidence de ruptures de connexités dans un paysage méditerranéen* », concernait la recherche de modifications écologiques majeures, plus ou moins définitives, engendrées par les activités humaines passées et susceptibles d'influer fortement sur les choix d'aménagements futurs. Ces travaux ont été menés sur l'ensemble du paysage constituant l'essentiel du Domaine de Cazarils.

TRAJECTOIRES ALTERNATIVES ET ATTRIBUTS VITAUX D'UN ÉCOSYSTÈME MÉDITERRANÉEN

Protocole expérimental

Nous avons ainsi tenté d'influer sur la trajectoire d'un écosystème à trois stades de son développement. L'expérimentation concernait une mosaïque de friches de différents âges d'abandon, et pâturées. Des friches ont été au départ clôturées et protégées du pâturage. L'une de ces parcelles, avec travail du sol de l'année, a été notée C1, et celles abandonnées depuis 15 ans, 25 ans et 35 ans, respectivement E1, E2 et E3. Les parcelles travaillées dans l'année ou abandonnées depuis 35 ans, mais toujours soumises au pâturage, sont respectivement notées C1' et E3'. Le stade 0 an (en 1994) (placettes C1 et C1') a été établi par un travail du sol non suivi de semis.

L'expérimentation consistait à soumettre ces friches à un certain nombre d'interventions ponctuelles peu onéreuses [témoin pâturé, absence de pâturage, élimination de plusieurs groupes végétaux réputés fonctionnels (annuelles, ligneuses, élimination totale de la végétation), introduction d'une légumineuse annuelle fixatrice d'azote, apport de marc de raisin (fertilisation)]. Ces manipulations ont été répétées trois années consécutivement. Les mesures entreprises dès le démarrage de l'expérimentation ont été poursuivies sur deux années au-delà de l'arrêt des manipulations.

Un certain nombre de paramètres (attributs vitaux de l'écosystème — AVE), mesurés périodiquement, ont été considérés pour le suivi de cette expérimentation. Il s'agissait de déceler les plus pertinents (indicateurs potentiels) pour rendre compte de l'évolution des divers faciès de cet écosystème. Parmi les indicateurs sélectionnés, nous avons porté une attention toute particulière à ceux liés à la composition botanique (richesse floristique, diversité, etc.), mais d'autres paramètres (couvert de la végétation, état de la surface du sol, mésofaune saprophage, biomasse et activité microbienne du sol, banque de graines du sol, décomposition de la litière) ont également été testés.

Résultats

Nous choisissons d'illustrer les « trajectoires » des diverses placettes (âge d'abandon \times traitements) par le calcul, pour chacune d'entre elles et pour chaque année, de son « centre de gravité » en se basant à la fois sur les espèces végétales présentes et sur leur contribution réelle au recouvrement. Le trait qui relie entre eux les points successifs que sont ces centres de gravité constitue une représentation simplifiée des trajectoires des placettes pour le (ou les) paramètre(s) étudié(s), à savoir ici la biodiversité végétale spécifique. Les résultats de cette procédure appliquée aux placettes témoins sont illustrés sur la figure 2. Les trajectoires de l'ensemble des placettes témoins sur la gauche du plan factoriel montrent que les stades de végétation étudiés font réellement partie de la même succession secondaire. Par contre les placettes récemment labourées (C1), situées à droite sur le plan factoriel, sont nettement individualisées. De plus, le pâturage modifie de manière importante les trajectoires (C1' vs. C1) à un stade « jeune ». Les trajectoires pourraient être également « dessinées » pour les autres paramètres mesurés ou évalués.

MISE EN ÉVIDENCE DE RUPTURES DE CONNEXITÉ DANS UN PAYSAGE MÉDITERRANÉEN

Protocole expérimental

Au cours de ces travaux, les ruptures de connexités d'origine anthropique ont été mises en évidence en effectuant des mesures et observations sur un grand nombre de stations (unités de végétation physionomiquement homogènes et d'une superficie de 100 m²) le long de 10 toposéquences (A à J). Au total 54 stations représentatives (Fig. 3) des différentes unités du paysage (exposition, pente, intensité des activités humaines) ont été examinées. Les valeurs de certains des paramètres déjà testés au niveau de l'écosystème, et d'autres spécialement élaborés pour le niveau paysage, ont été relevées. Les résultats complets des travaux ont été présentés précédemment (Aronson *et al.*, 1998 ; Le Floch *et al.*, 1998 ; David *et al.*, 1999).

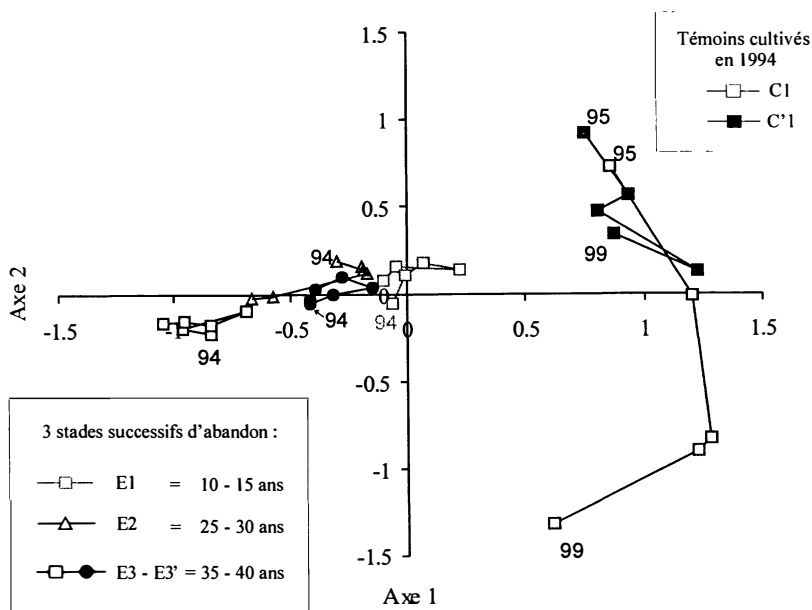


Figure 2. — Trajectoires des friches témoins pâturées (C1' et E3') ou non pâturées (C1, E1, E2, E3) au Domaine de Cazarils à St Martin de Londres (Hérault) (Le Floch & Aronson, 2000).

Résultats

Une analyse multivariée de la richesse floristique des 54 stations identifiées sur les 10 toposéquences a mis en évidence l'existence d'une matrice floristique commune à tous les milieux de ce paysage et une originalité floristique plus ou moins prononcée pour les différents milieux (Le Floch *et al.*, 1998). Un gradient de richesse floristique a été également observé avec deux ruptures majeures représentées par la combe (le milieu le plus riche floristiquement) et par les lapiaz (le type de milieu le plus pauvre). L'interprétation de la figure 4 permet de confirmer la distinction de six groupes floristiques se différenciant par la structure de la végétation, ou plus exactement l'ouverture relative de leur habitat (sur l'axe 1), et par le degré de dégradation des sols (sur l'axe 2). Ces conditions de sols sont éventuellement très hétérogènes comme dans le cas des formations herbacées de la combe, à la gauche du diagramme. La combe en friche et les lapiaz (zones pierreuses dénudées des sommets de collines) sont les deux entités les plus marquées par les activités humaines passées.

Le degré d'ouverture des milieux est également un facteur écologique pris en compte pour tester la pertinence des autres attributs vitaux mesurés sur le terrain dans tout ou partie des 54 stations. La dominance de l'une ou de quelques espèces de macroarthropodes (iules, etc.) saprophages (consommateurs de litière), le stock de graines viables du sol, la vitesse de décomposition de la litière de certaines espèces végétales, sont dans les faits bien corrélés avec le degré d'ouverture des sites.

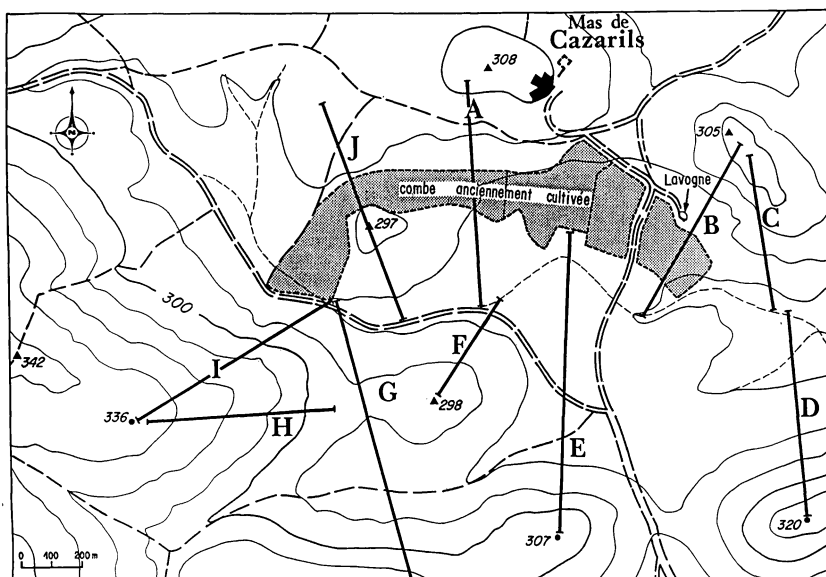


Figure 3. — Réseau de 10 transects, regroupant les 54 stations, permettant de suivre la gamme complète de conditions écologiques présentes sur le site de Cazarils. Chaque transect suit une toposéquence depuis le sommet de l'une des collines, entourant la combe anciennement cultivée jusqu'à la ligne d'écoulement des eaux (Aronson *et al.*, 1998).

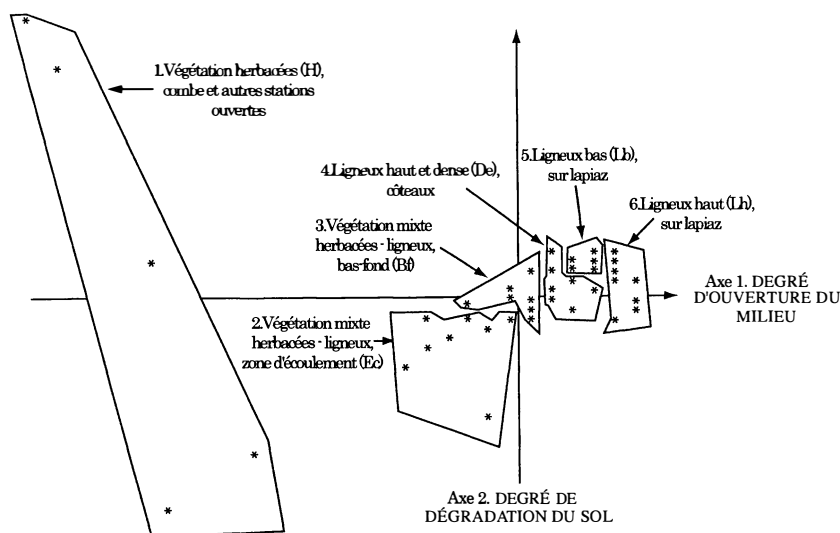


Figure 4. — Analyses factorielle de la richesse floristique dans les 54 stations (de 100 m²) des 10 transects étudiés au Domaine de Cazarils (Le Floch *et al.*, 1998).

La rupture majeure que constitue la combe est très favorable à la biodiversité (végétale et animale) de ce paysage. Elle peut être conservée en ajoutant au maintien des activités pastorales actuelles, une élimination (ou un contrôle) des ligneux qui tentent de s'y installer. La dynamique de ce milieu est en effet très élevée car favorisée par la topographie (bilan hydrique favorable, sol profond, lisières proches et longues permettant des apports réguliers de diaspores des formations forestières voisines).

La dynamique des milieux forestiers avoisinants la combe varie selon les situations. Des moyens relevant de l'ingénierie écologique seraient à mettre en œuvre pour le maintien des diverses unités à des stades différents de leur développement. Cependant, dans certaines unités (ex. : unités « lapiazées »), la dégradation paraît par contre irréversible (sauf bien entendu sur le très long terme). Seuls des travaux majeurs de réhabilitation sont susceptibles d'entraîner une reconstruction de la forêt en ces lieux.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Les milieux méditerranéens sont remarquables pour la quantité de « couches » historiques encore visibles aussi bien dans les monuments historiques que dans les paysages ruraux (Vernet, 1973). Les relations Homme-Nature sont peut-être plus développées ici qu'ailleurs. La possibilité d'un retour à la forêt est, en Europe méditerranéenne, plus élevée qu'en Europe du Nord ou au Maghreb alors que les risques liés à la déprise agricole (incendies en particulier) y sont très importants. Il en ressort qu'une gestion active paraît essentielle même si les changements socio-politiques et économiques, aux niveaux continental et mondial, laissent peu de place à une éventuelle restauration de paysages culturels anciens (en dehors bien entendu des cas possibles de parcs à thème ou de musées vivants).

Dans tous les cas, des références et des indicateurs (écologiques et autres) doivent permettre le développement et la mise en place d'une véritable stratégie de gestion environnementale. Le fait de retenir comme cible une « référence » composite ou bien une « gamme historique de variations » peut aider à orienter les travaux et les pratiques, alors que des indicateurs bien choisis serviraient à évaluer les résultats du « pilotage » adopté. Nous pensons que les références et les indicateurs liés à la biodiversité (végétale entre autre) sont à privilégier dans cette démarche. Ceci dit, il est aussi essentiel de développer des indicateurs socio-économiques applicables à l'ensemble du contexte européen quand on aborde le niveau du paysage (Noss, 1990 ; Aronson & Le Floc'h, 1996a et b ; Farina, 2001 ; Hobbs & Harris, 2001 ; Schiller *et al.*, 2001).

Nous avons tenté de faire émerger tour à tour les concepts, les méthodes et les outils nécessaires à la pratique de travaux relatifs à l'écologie de la restauration appliquée aux milieux « naturels ». Un certain nombre de notions sont à la base de nos réflexions, le concept phare étant certainement celui de « capital naturel ». Il règle en effet toute la démarche intégrative (intégration prioritairement des sciences sociales et des sciences de la vie) de cette discipline. Il faut également retenir les concepts et définitions de restauration, réhabilitation, réjuvénation, seuil d'irréversibilité et trajectoire d'écosystème (Le Floc'h & Aronson, 1995). Pour la présente étude, les concepts les plus importants sont ceux de référence (écosystème ou pay-

sage de référence) et d'indicateurs, traités sous le vocable « attributs vitaux » (Aronson *et al.*, 1993a et b ; Le Flo'h & Aronson, 1995).

En résumé les méthodes sont fondées sur la nécessité d'expérimenter *in situ* en ayant recours à des protocoles expérimentaux bien élaborés. A Cazarils, nous avons ainsi expérimenté au niveau de la combe par le biais de manipulations censées reproduire ou simuler des actions anthropiques identifiées et contrastées. Ces manipulations, menées sur un temps assez long, imposent en effet aux portions d'écosystèmes traitées de suivre des trajectoires marquées et identifiables. Au niveau du paysage, la méthode des transects a été retenue puisqu'elle permet de tenir compte des relations et échanges divers existants entre les différentes unités de milieux situées le long d'une même toposéquence. Dans les deux cas (combe et paysage), nous avons mené les travaux en relevant un certain nombre de paramètres communs. Il s'agissait de tester leurs qualités et la possibilité de les retenir définitivement au titre d'indicateurs. Les valeurs de plusieurs d'entre eux (richesse floristique, recouvrement des espèces, état de la surface du sol, stock de graines viables du sol, macroarthropodes saprophages, quantité de litière au sol, décomposition de la litière, teneurs du sol en nutriments, détermination de l'activité microbienne au sol) ont ainsi été mesurées ou observées.

Les paramètres étudiés (indicateurs potentiels) avaient tous été reconnus par les spécialistes des divers compartiments de l'écosystème comme étant très pertinents. Certains d'entre eux se sont révélés délicats à suivre car ils nécessitaient la mobilisation de compétences parfois rares (détermination des espèces de macroarthropodes, etc.) et posaient généralement de graves problèmes de représentativité des résultats et par là, d'échantillonnage (stock de graines viables du sol, etc.). Dans cette situation marquée par la brièveté du temps disponible pour la conduite de l'étude, nous avons opté pour un travail portant essentiellement sur les paramètres issus des relevés systématiques de la flore et de la végétation. La technique mise en œuvre (points quadrats) est relativement bien connue et a fait ses preuves en de très nombreuses situations.

Cependant, bien que la richesse spécifique soit l'indice de diversité le plus simple et le plus facile à manipuler, il n'est pas suffisant pour analyser le fonctionnement d'un écosystème. Si l'hypothèse de MacArthur (1955) prévoit qu'une augmentation de la richesse spécifique conduit à une plus grande stabilité de l'écosystème, on n'en connaît pas encore la cause réelle : la richesse spécifique et/ou la diversité fonctionnelle (Huston, 1997 ; Allison, 1999). Notre intérêt pour l'analyse de la richesse spécifique en termes fonctionnels, en ayant recours aux caractéristiques biologiques des plantes (types biologiques et types de dissémination des semences, etc.), est liée à cette interrogation. Dans cette perspective, nous avons tenté d'interpréter des résultats obtenus sur le suivi d'expérimentations de gestion de pinèdes (*Pinus halepensis*) dans le département du Var. Ces travaux ont permis de répondre, entre autres, à cette question : des paramètres biologiques additionnels peuvent-ils accroître l'intérêt de la richesse spécifique en tant qu'indicateur ? Il apparaît que la prise en compte des traits biologiques des espèces permet, par exemple, de mettre en évidence une modification importante de la structure de végétation en fonction du mode de gestion (coupe rase, éclaircie forte ou modérée), avec de fortes implications pour la trajectoire future prévisible (Gondard, 2001 ; Gondard *et al.*, 2000, 2001).

Au domaine de Cazarils, nous avons montré que la combinaison de transects et de sites expérimentaux s'avère être très fructueuse pour le suivi de la biodiversité végétale dans le contexte d'un paysage culturel ou semi-culturel typique des

régions méditerranéennes de l'Europe du Sud. Il reste qu'une attention soutenue doit être apportée à la distinction entre les espèces appartenant réellement à la flore locale et celles dont la présence ne peut être maintenue que par des actions anthropiques constantes. Dans les milieux marqués par l'omniprésence de l'agriculture, la matrice floristique originelle est en grande partie gommée et la flore actuelle dominée par des adventices et des ubiquistes.

Dans les trois situations évoquées (châtaigneraies des Cévennes, garrigues du Languedoc et pinèdes varoises), des décisions de gestion méritent d'être prises en tenant compte, si possible, de la biodiversité et de l'écodiversité des paysages aussi bien que des aspects purement économiques à court terme. Un pilotage raisonné est nécessaire et, dans l'idéal, toutes les manipulations entreprises devraient être testées dans des milieux différents afin de les comparer pour leur intérêt quant au maintien de paysages en mosaïques mouvantes, correspondant au patron du millénaire passé en milieu méditerranéen. Aux interventions testées (introduction, élimination, pâturage, éclaircie de pins), il importerait d'ajouter d'autres techniques innovantes de gestion tel que le feu contrôlé d'hiver, avec suivi par des indicateurs appropriés.

La double démarche proposée consiste à définir une référence pour orienter les opérations et mettre en place un système de suivi adéquat pour permettre d'évaluer les travaux de gestion, de réaménagement et de restauration. Cette démarche peut aider les gestionnaires dans la mise au point d'une politique d'aménagement « environnemental » intégrant Conservation, Aménagement et Restauration (C.M.R.) selon l'état (résilience, vulnérabilité, etc.) des écosystèmes et des unités de paysages.

Le pilotage des trajectoires d'écosystèmes et d'unités de paysages, avec comme souci le maintien ou le rétablissement d'une mosaïque mouvante d'espaces ouverts et fermés et d'écosystèmes à divers stades de leur développement, aurait comme objectif réaliste d'optimiser la biodiversité. La réalisation d'un zonage en unités paysagères est une étape préalable à l'élaboration et à la localisation optimale des travaux de C.M.R. Ceci permettrait, non seulement de suivre et de préserver la biodiversité spécifique et la diversité fonctionnelle des espaces mais aussi, plus généralement, de préserver, voire d'augmenter le « capital naturel » aux niveaux des paysages et des régions.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient sincèrement l'ensemble des initiateurs et responsables du Programme « Recréer la Nature » (Ministère de l'Ecologie et du Développement durable), ainsi que les collègues ayant eu la gentillesse d'assurer la relecture argumentée de la première version de ce texte.

RÉFÉRENCES

- ALLEN, E., COVINGTON, W.W. & FALK, D. (1997). — Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restor. Ecol.*, 5 : 275-276.
- ALLEN, H.D. (2001). — *Mediterranean Ecogeography*. Prentice Hall, Harlow, Sussex, UK.
- ALLISON, G.W. (1999). — The implications of experimental design for biodiversity manipulations. *Am. Nat.*, 153 : 26-45.

- ARONSON J., DHILLON, S. & LE FLOC'H, E. (1995). — On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect : A reply to Pickett & Parker. *Restor. Ecol.*, 3 : 1-3.
- ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOC'H, E., OVALLE, C. & PONTANIER, R. (1993a). — Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems. I. A view from the South. *Restor. Ecol.*, 1 : 8-17.
- ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOC'H, E., OVALLE, C. & PONTANIER, R. (1993b). — Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems. II. Case studies in Chile, Tunisia and Cameroon. *Restor. Ecol.*, 1 : 168-187.
- ARONSON, J. & LE FLOC'H, E. (1996a). — Que faire de tant de notions du paysage ? *Natures, Sciences Sociétés*, 4 : 265-266.
- ARONSON, J. & LE FLOC'H, E. (1996b). — Vital landscape attributes : missing tools for restoration ecology. *Restor. Ecol.*, 4 : 377-387.
- ARONSON, J., LE FLOC'H, E., DAVID, J.-F., DHILLON, S., ABRAMS, M., GUILLERM, J.-L. & GROSSMANN, A. (1998). — Restoration ecology studies at Cazarils (southern France) : Biodiversity and ecosystem trajectories in a Mediterranean landscape. *Landscape Urban Plan.*, 41 : 273-283.
- ARONSON, J., LE FLOC'H, E. & OVALLE, C. (2002). — Semi-arid woodlands and desert fringes. Pp. 466-485, in : M. Perrow & A. Davy (Eds). *Handbook of Ecological Restoration*. Cambridge University Press, Cambridge.
- BASSISTI, E. (1998). — *Apport de l'imagerie spatiale haute résolution (Spot XS, Landsat TM) à l'observation et au suivi des ressources naturelles renouvelables en zone steppique aride (Sud-Algérois)*. Thèse Doct. Sci. (PhD), Univ. Aix-Marseille III.
- BLONDEL, J. & ARONSON, J. (1999). — *Biology and Wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford.
- CHICHILNISKY, G. DAILY, G. EHRLICH, P. *et al.* (Eds). (2001). — Managing Human-Dominated Ecosystems. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 84 : 1-371.
- COSTANZA, R. (Ed.) (1991). — *Ecological economics : Reintegrating the study of humans and nature*. Columbia University Press, New York.
- COSTANZA, R. & DALY, H. E. (1992). — Natural capital and sustainable development. *Conserv. Biol.*, 6 : 37-46.
- DAILY, G. & ELLISON, K. (2002). — *The New Economy of Nature : The Quest to Make Conservation Profitable*. Island Press, D.C. & Covelo, Washington.
- DAVID, J.F., DEVERNAY, S., LOUCOUGARAY, G. & LE FLOC'H, E. (1999). — Belowground biodiversity in a Mediterranean landscape : relationships between saprophagous macroarthropod communities and vegetation structure. *Biodivers. Conserv.*, 8 : 753-767.
- EGAN, D. & HOWELL, E.A. (2001). — *The Historical Ecology Handbook. A Restorationist's Guide to Reference Ecosystems*. Island Press, D.C. & Covelo, Washington.
- ETIENNE, M., ARONSON, J. & LE FLOC'H, E. (1998). — Abandoned lands and land use conflicts in southern France. Piloting ecosystem trajectories and redesigning outmoded landscapes in the 21st century. Pp. 127-140, in : P. W. Rundel, G. Montenegro & F. Jaksic (Eds). *Landscape degradation and biodiversity in mediterranean-type ecosystems*. Ecological Studies Series n° 136. Springer, Berlin.
- FARINA, A. (2001). — The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience*, 50 : 313-320.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986). — *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.
- GONDARD, H. (2001). — *Un facteur de la diversité végétale sous climat méditerranéen : l'exploitation forestière*. Thèse de Doct. Sci. (PhD). Université Aix-Marseille III.
- GONDARD, H., ARONSON, J., GRANDJANNY, M., LE FLOC'H, E., RENAUX, A., ROMANE, F. & SHATER, Z. (2000). — Plant species richness responses to management practises in chestnut (*Castanea sativa* Miller) forests and coppice stands in the Cévennes mountains (southern France). *Ecologia mediterranea*, 26 : 143-154.
- GONDARD, H., ROMANE, F., GRANDJANNY, M., LI, J. & ARONSON, J. (2001). — Plant species diversity changes in abandoned chestnut (*Castanea sativa* Miller) groves in southern France. *Biodivers. Conserv.*, 10 : 189-207.
- GROVE, A.T. & RACKHAM, O. (2000). — *The nature of Mediterranean Europe : an ecological history*. Yale University Press, New Haven.
- HIGGS, E. (1997). — What is good ecological restoration. *Conserv. Biol.*, 11 : 338-348.
- HOBBS, R.J. & HARRIS, J.A. (2001). — Restoration ecology : repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restor. Ecol.*, 9 : 239-246.
- HUSTON, M.A. (1997). — Hidden treatments in ecological experiments : re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 110 : 449-460.

- JAUFFRET, S. (2001). — *Validation et comparaison de divers indicateurs des changements à long terme dans les écosystèmes méditerranéens arides : application au suivi de la désertification dans le Sud tunisien*. Thèse Doct. Sci. (PhD). Univ. Aix-Marseille III.
- JURDANT, M., BÉLAIR, J.L., GÉRARDIN, V. & DUCRUC, J.P. (1977). — *L'inventaire du Capital-Nature*. Services des Etudes Ecologiques Régionales. Direction Régionale des Terres, Pêches et Environnement, Québec.
- LE FLOC'H, E. & ARONSON, J. (1995). — L'Ecologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Natures Sciences Sociétés*, 3 (hs) : 29-35.
- LE FLOC'H, E. & ARONSON, J. (2000). — *Projet I. Trajectoires alternatives et attributs vitaux d'un écosystème méditerranéen. Projet II. Mise en évidence de ruptures de connexité et conséquences d'une restauration expérimentale dans un paysage méditerranéen*. Rapport final, Programme National de Recherche « Recréer la nature ».
- LE FLOC'H, E., ARONSON, J., DHILLION, S.S., GUILLERM, J.L., GROSSMANN, A. & CUNGE, E. (1998). — Biodiversity and ecosystem trajectories : first results from a new LTER in southern France. *Acta Oecol.*, 19 : 283-293.
- MACARTHUR, R. (1955). — Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, 36 : 533-536.
- MARTY, P. & LEPART, J. (2001). — Forêts et milieux ouverts : anciennes et nouvelles légitimités. *Bull. Assoc. Géogr. Franç.*, 2 : 177-189.
- MÉDAIL, F. & QUÉZEL, P. (1997). — Hot spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84 : 112-127.
- MITSCHE, W.J., YAN, J. & CRONK, J.K. (1993). — Ecological engineering — contrasting experiences in China with the West. *Ecol. Eng.*, 2 : 177-9.
- MORGAN, P., APLET, G.H., HAUFLE, J.B., *et al.* (1994). — Historic range of variability : A useful tool for evaluating ecosystem change. *Journal of Sustainable Forestry*, 2 : 87-111.
- MYERS, N. (1988). — Threatened biotas : « hot spots » in tropical forests. *The Environmentalist*, 8 : 187-208.
- NOSS, R. (1990). — Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach. *Conserv. Biol.*, 4 : 353-364.
- OBASI, G.O.P. (2002). — Embracing Sustainability Science : The Challenges for Africa. *Environment*, 44 : 8-19.
- PONS, A. & QUÉZEL, P. (1985). — The history of the flora and vegetation and past and present human disturbance in the Mediterranean region. Pp. 25-43, in : C. Gomez-Campo (Ed.), *Plant conservation in the Mediterranean area*. Dr. W. Junk, Dordrecht.
- PRIGOGINE, I. & STENGERS, I. (1984). — *Order out of Chaos*. Random House, New York.
- PRUGH, T. (1995). — *Natural Capital and Human Economic Survival*. International Society for Ecological Economics Press, Solomons, MD.
- QUÉZEL, P. (1985). — Definition of the Mediterranean region and origin of its flora. Pp. 9-24, in : C. Gomez Pampa (Ed.), *Plant Conservation in the Mediterranean area*. Dr. W. Junk, Dordrecht.
- ROMANE, F. & VALÉRINO, L. (1997). — Changement du paysage et biodiversité dans les châtaigneraies Cévenoles (sud de la France). *Ecologia mediterranea*, 23 : 121-129.
- SHATER, Z. (2001). — *Diversité végétale et Sylviculture : effet de la plantation et de la gestion d'espèces forestières introduites sur la diversité végétale*. Thèse Doct. Sci. (Ph.D) Université Aix-Marseille III.
- SCHILLER, A., HUNSAKER, C.T., KANE, M.A., *et al.* (2001). — Communicating ecological indicators to decision makers and the public. *Conservation Ecology*, 5 : 19 [online] URL : <http://ns2.resalliance.org/Journal/vol5/iss1/art19/>
- Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group (2002). — *The SER Primer on Ecological Restoration*. URL : <http://www.ser.org>
- THIRGOOD, J.V. (1981). — *Man and the Mediterranean forest*. Academic Press, New York.
- VALLAURI, D., ARONSON, J. & BARBÉRO, M. (2002). — Forest restoration on badlands in the south-western Alps : ecological analysis and reappraisal. *Restor. Ecol.*, 10 : 16-26.
- VERNET, J.L. (1973). — Etude sur l'histoire de la végétation du sud-est de la France au Quaternaire d'après les charbons de bois principalement. *Paleobotanica continentale*, 4 : 1-73.
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J. & MELILLO, J.M. (1997). — Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277 : 494-499.
- WHITE, P.S. & WALKER, J.L. (1997). — Approximating nature's variation : Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restor. Ecol.*, 5 : 338-349.